第40卷 第6期
2023年6月

干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH

Vol. 40 No. 6
Jun. 2023



# 河湟地区生态脆弱性时空演变及影响因素研究

齐润泽， 潘竟虎

（西北师范大学地理与环境科学学院，甘肃 兰州 730070）

**摘 要：**基于暴露度-敏感性-适应力生态脆弱性概念模型构建评价指标体系，利用投影寻踪模型和遗传算法确定指标权重，计算了河湟地区生态脆弱性指数，采用时空扫描探究生态脆弱性空间聚集特征及时空变化规律，借助地理探测器研究生态脆弱性的影响因素。结果表明：2000—2020年河湟地区生态脆弱性以轻度脆弱与中度脆弱为主，空间分布存在明显的地域差异。生态脆弱性存在明显的时间聚集性与局部的空间聚集特征，高值集聚与低值集聚共存，空间集聚主要分布于甘肃省境内。2000—2020年生态脆弱度整体呈降低趋势，53.36%的土地生态脆弱性有所降低。对生态脆弱性影响最大的因子是植被覆盖度，其次是沙漠化指数、植被净初级生产力、干旱指数、生境质量指数、海拔等。

**关键词：**生态脆弱性；黄河流域生态保护；时空扫描；地理探测器；影响因素；河湟地区

黄河流域横跨我国东、中、西三大地理阶梯，是连接黄土高原、青藏高原、华北平原的生态廊道，也是保护北方地区生态环境的屏障。2019年，黄河流域生态保护和高质量发展受到国家高度重视，这为脆弱性的定量评价和人与自然和谐发展策略为主要研究对象的生态脆弱性研究提供了契机[1-2]。研究表明，过渡地带生态脆弱的可能性更大[3]。河湟地区位于青藏、黄土与内蒙古三大高原之间的过渡地带，是东部季风区、西北干旱半干旱区、青藏高原区的交汇之处，也是农牧交错的复杂区域[4-5]，植被分布不均，生态恢复能力较低，更容易表现出生态脆弱性。河湟地区是黄河流域上游的重要生态屏障，对其生态脆弱性进行评价，充分了解生态环境现状和动态变化趋势，不仅可以为生态恢复重建和生态环境治理提供依据，也可为区域的可持续发展提供参考[6]。

目前，国内外学者们运用不同的研究方法对区域生态脆弱性进行评价，取得了大量成果。从研究区域和对象看，主要围绕草地、森林、湿地、河流湖泊、寒旱区、喀斯特、黄土丘陵等区域进行脆弱性评价[7-11]。从研究内容看，涵盖脆弱性概念、脆弱性评价、指标体系、时空格局、动态监测、影响机理和驱动力等[9-12]。从研究方法来看，主要有层次分析法、主成分分析法、模糊评价法、多准则评价法、人工神经网络、情景分析法等[7-12]。为了评估生态脆弱性，已有研究基于不同原理和目的发展了一系列评估模型框架，包括“压力-状态-响应(PSR)”、“暴露-敏感-适应(VSD)”、“驱动力-压力-状态-影响-响应(DPSIRM)”和“敏感-恢复-压力(SRP)”等[9-15]。VSD模型与IPCC关于脆弱性的定义较为一致，具有内涵清晰、评价等级分明、应用广泛等优点，具有较好的兼容性与延展性[16]。本文从生态暴露度、敏感性及适应力出发，融合投影寻踪模型与GIS空间分析方法，对河湟地区生态脆弱性进行计算评价，以期为区域生态环境建设与治理提供参考和依据。

## 1 研究区、数据和方法

### 1.1 研究区概况

河湟地区中的“河”指黄河，“湟”指湟水，其地理范围有狭义和广义之分。本文选定的研究范围是广义的河湟地区，系由龙羊峡以下的黄河和湟水河谷盆地以及山岭共同构成的地理单元，地理位置介于34°7′31″~39°5′7″N，98°6′49″~105°38′28″E之间

**收稿日期：**2022-10-26； **修订日期：**2023-03-09
**基金项目：**甘肃省自然科学基金项目(21JR7RA145)
**作者简介：**齐润泽(1996-)，男，硕士研究生，主要从事生态环境遥感研究. E-mail: qirunze_gis@163.com
**通讯作者：**潘竟虎. E-mail: panjh@nwnu.edu.cn

（图1）。行政上包括甘肃省和青海省所辖的54个县级行政区[4]，面积约15.93×10$^4$ km$^2$。河湟地区地势呈东北部和中部较低、南部和西部偏高的态势，海拔1200~5300 m，河谷、盆地、丘陵、山区交错分布。降水稀少且空间差异大，蒸散发量均很大，平均日照时间长，气温较低且昼夜温差大。

### 1.2　数据来源与处理

数字高程模型（DEM）数据来源于地理空间数据云平台（https://www.gscloud.cn/）。土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心（https://www.resdc.cn），该数据集是基于美国陆地卫星Landsat遥感影像，经目视解译制作而成，空间分辨率30 m。一级类型分类制图的综合精度为95.53%，Kappa系数为0.937。逐日降水量、气温、经纬度等来自于中国气象数据网（http://data.cma.cn/），经AMMRR插值将气象数据栅格化。人口栅格数据下载自WorldPop（https://www.worldpop.org/geodata/listing?id=74）。夜间灯光数据使用DMSP/OLS和NPP/VIIRS两种，下载自美国国家大气和海洋管理局国家地理数据中心（https://ngdc.noaa.gov/eog）。土壤有机碳数据来源于世界土壤数据库（https://www.fao.org/land-water/en），空间分辨率为30″。NPP产品来源于NASA的MODIS数据（https://MODIS.gsfc.nasa.gov/），产品ID为：MOD09A1、MOD17A3H，时间分辨率为8 d。为了提升不同遥感数据间的匹配精度，对所有数据统一进行了投影转换与重采样处理，投影为Albers等面积割圆锥投影，空间分辨率设置为1 km×1 km。

### 1.3　研究方法

1.3.1　评价指标选取　生态脆弱性是自然环境条件和人类生产生活相互联系、共同作用的结果，不同的研究区有不同的脆弱性特点[17]。通过分析河湟地区生态环境脆弱性特点，参考相关理论与类似的研究成果，结合广为认同的生态脆弱性定义以及河湟地区的实际状况，建立以"暴露度-敏感性-适应力"概念模型为基础的评价指标体系（表1）。

采用极差标准化法消除量纲对各个指标产生的影响，公式见参考文献[18]。

1.3.2　投影寻踪模型　为了能科学准确地确定各指标在生态脆弱性评价中的重要程度，需对指标确定

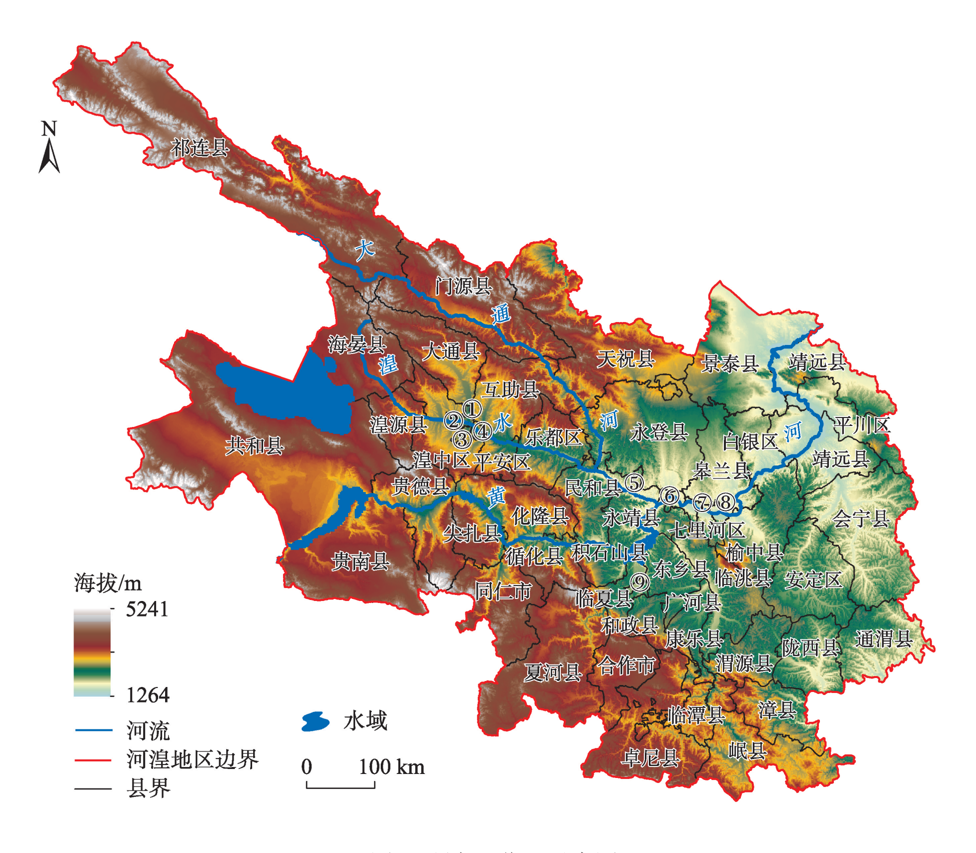



图1　研究区位置示意图

Fig. 1　Location of the study area

权重。具体包括两个步骤：第一构建生态脆弱性投影指标函数；第二优化投影指标函数与指标权重确定，计算公式详见文献[19]。最优投影方向的计算是非线性优化问题，需要用到优化算法来解决。本文采用遗传算法寻找最佳投影方向，最终计算得到各年份生态脆弱性各评价指标的权重（表2）。运算在Matlab软件环境下完成。

1.3.3 综合生态脆弱性评价 根据优化得到的生态脆弱性评价指标的权重，计算得到暴露度指数（Exposure Index，EI）、敏感性指数（Sensitivity Index，SI）以及适应力指数（Adaptability Index，AI）的具体数值。计算公式如下[20]：

**表1 河湟地区生态脆弱性评价指标体系**

**Tab. 1 Evaluation index system of ecological vulnerability in Hehuang area**

| 子目标层 | | 要素层 | | 指标层 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 编号 | 内容 | 编号 | 内容 | 编号 | 内容 | 作用方向 |
| $A_1$ | 暴露度 | $B_1$ | 生态胁迫 | $C_1$ | 干旱指数 | 正向 |
| | | | | $C_2$ | 水土流失指数 | 正向 |
| | | | | $C_3$ | 沙漠化指数 | 正向 |
| | | $B_2$ | 人类干扰 | $C_4$ | 人口密度 | 正向 |
| | | | | $C_5$ | 夜间灯光强度 | 正向 |
| | | | | $C_6$ | 土地利用强度 | 正向 |
| $A_2$ | 敏感性 | $B_3$ | 地表因子 | $C_7$ | 土壤有机质含量 | 负向 |
| | | | | $C_8$ | 景观多样性 | 负向 |
| | | | | $C_9$ | 景观破碎度 | 正向 |
| | | $B_4$ | 地形因子 | $C_{10}$ | 海拔 | 正向 |
| | | | | $C_{11}$ | 坡度 | 正向 |
| | | $B_5$ | 气象因子 | $C_{12}$ | 年均气温 | 正向 |
| | | | | $C_{13}$ | 年降水量 | 负向 |
| $A_3$ | 适应力 | $B_6$ | 自我调节 | $C_{14}$ | 植被净初级生产力 | 负向 |
| | | | | $C_{15}$ | 植被覆盖度 | 负向 |
| | | $B_7$ | 环保措施 | $C_{16}$ | 生境质量指数 | 负向 |

**表2 生态脆弱性各评价指标权重**

**Tab. 2 Weight of each evaluation index of ecological vulnerability**

| 评价指标 | 2000年 | 2005年 | 2010年 | 2015年 | 2020年 |
|---|---|---|---|---|---|
| 干旱指数 | 0.2298 | 0.2762 | 0.2695 | 0.2501 | 0.2590 |
| 水土流失指数 | 0.1572 | 0.2238 | 0.1935 | 0.2367 | 0.1868 |
| 沙漠化指数 | 0.2649 | 0.2584 | 0.2525 | 0.2883 | 0.2689 |
| 人口密度 | 0.2061 | 0.2165 | 0.2144 | 0.2083 | 0.2299 |
| 夜间灯光强度 | 0.2582 | 0.2434 | 0.2617 | 0.2459 | 0.2681 |
| 用地强度 | 0.2415 | 0.2652 | 0.2603 | 0.2633 | 0.2753 |
| 土壤有机质含量 | 0.1884 | 0.1723 | 0.1837 | 0.1864 | 0.1874 |
| 景观多样性 | 0.2738 | 0.2453 | 0.2263 | 0.2376 | 0.2265 |
| 景观破碎度 | 0.2476 | 0.2452 | 0.2441 | 0.2514 | 0.2348 |
| 海拔 | 0.2783 | 0.2657 | 0.2733 | 0.2679 | 0.2766 |
| 坡度 | 0.1812 | 0.1774 | 0.1814 | 0.1764 | 0.1899 |
| 年均气温 | 0.2922 | 0.3165 | 0.3092 | 0.2904 | 0.2890 |
| 年降水量 | 0.2026 | 0.2275 | 0.2062 | 0.2104 | 0.2092 |
| 植被净初级生产力 | 0.2653 | 0.2382 | 0.2513 | 0.2466 | 0.2433 |
| 植被覆盖度 | 0.2406 | 0.2731 | 0.2886 | 0.2709 | 0.2766 |
| 生境质量指数 | 0.3332 | 0.3084 | 0.3275 | 0.3241 | 0.3295 |

$$\mathrm{EI}=\sum_{j=1}^{n}W_j\times X_j \tag{1}$$

$$\mathrm{SI}=\sum_{j=1}^{n}W_j\times X_j \tag{2}$$

$$\mathrm{AI}=\sum_{j=1}^{n}W_j\times X_j \tag{3}$$

式中:$j$为评价指标个数;$X_j$为指标标准化后的数值;$W_j$为各指标权重。

本文利用空间向量模型来计算生态脆弱性指数,是在空间建立空间直角坐标系,暴露度、敏感性、适应力分别表征一个空间平面,按照向量的模的计算方法计算出生态脆弱性空间向量的模,模的大小即表示生态脆弱性数值[21]。具体做法为:建立以O点为原点的空间三维坐标系,将3种生态脆弱性分量向量化并分别投射到$x$,$y$,$z$坐标轴上,投射点分别为A($x$,0,0)、B(0,$y$,0)、C(0,0,$z$),对应的向量分别为$\overline{OA}$,$\overline{OB}$,$\overline{OC}$。用$\overline{OM}$表示生态脆弱性的空间向量,则$\overline{OM}$=($x$,$y$,$z$),如图2所示,用$m$表示。用向量$m$的模长来表示生态脆弱性的数值,计算公式如下[21]:

$$|m|=\left|\overline{OM}\right|=\sqrt{\overline{OM}\times\overline{OM}}=\sqrt{x^2+y^2+z^2} \tag{4}$$

式中:$OM$为生态脆弱性向量;$|\overline{OM}|$为向量模长;$m$为生态脆弱性数值。本文采用生态环境脆弱性指数(Ecological Vulnerability Index,EVI)来定量描述生态脆弱性程度,则有[21]:

$$\mathrm{EVI}=|m| \tag{5}$$

EVI数值越大,则表示生态环境呈现脆弱化趋势越明显。

通过以上步骤得到的生态脆弱性结果数值是连续的,为了全面认识研究区生态环境脆弱性,更

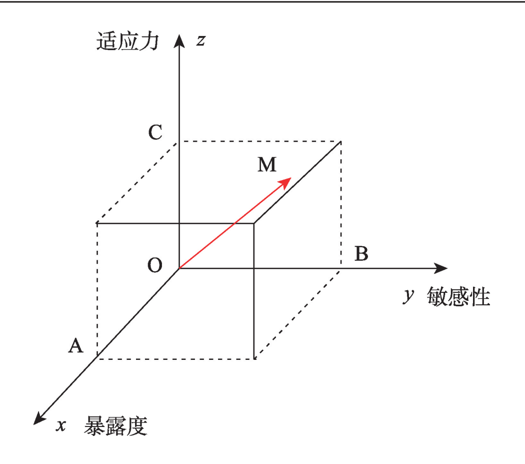



图2 空间向量模型示意图

Fig. 2 Schematic diagram of space vector model

加方便直观地对河湟地区不同年份之间的生态脆弱性进行统一比较,需将EVI进行标准化处理,其计算公式为[22]:

$$\mathrm{SEVI}_i=\frac{\mathrm{EVI}_i-\mathrm{EVI}_{\min}}{\mathrm{EVI}_{\max}-\mathrm{EVI}_{\min}}\times 10 \tag{6}$$

式中:$\mathrm{SEVI}_i$为第$i$年的生态脆弱性指数标准化值,取值范围为0~10;$\mathrm{EVI}_i$为第$i$年研究区生态脆弱性指数实际值;$\mathrm{EVI}_{\min}$为研究区生态脆弱性指数最小值;$\mathrm{EVI}_{\max}$为最大值[23]。参考相关研究的分级标准[24],本文将生态脆弱性划分为以下5个等级:微度脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱、极度脆弱[22],划分标准与不同等级特征如表3所示。

1.3.4 时空扫描分析 本文采用时空扫描分析方法对河湟地区2000—2020年生态脆弱性的高值与低值进行空间聚类分析,这样能够更方便地了解河湟地区在研究时段内空间聚集模式。此方法分别计算每个扫描窗口的对数似然比($LLR$),来表征生态脆弱性的聚集程度,$LLR$值最大即为最聚集区域。计算公式为[25]:

**表3 河湟地区生态脆弱性分级标准**

**Tab. 3 Classification standard of ecological vulnerability in Hehuang area**

| 生态脆弱性程度 | 等级 | 生态脆弱性指数标准化值 | 特征 |
|---|---|---|---|
| 微度脆弱 | Ⅰ | [0, 2.0] | 区域内植被茂盛,承受压力小,抗外界干扰能力和自我恢复能力强,生态脆弱性低 |
| 轻度脆弱 | Ⅱ | (2.0, 4.0] | 区域内植被覆盖度适中,承受压力较小,抗外界干扰能力和自我恢复能力较强,生态脆弱性较低 |
| 中度脆弱 | Ⅲ | (4.0, 6.0] | 区域内植被较少,承受压力接近生态阈值,对外界干扰较为敏感,自我恢复能力较弱,生态脆弱性较高 |
| 重度脆弱 | Ⅳ | (6.0, 8.0] | 区域内植被稀疏,承受压力大,对外界干扰敏感性强,受损后恢复难度大,生态脆弱性高 |
| 极度脆弱 | Ⅴ | (8.0, 10.0] | 区域内植被稀少甚至没有,承受压力极大,对外界干扰极度敏感,受损后恢复难度极大,生态脆弱性极高 |

$$LLR = \log\left[\left(\frac{C_T}{A_T}\right)C_T\left(\frac{C - C_T}{C - A_T}\right)^{(C - C_T)}\right] \quad (7)$$

式中：$C$为研究区生态脆弱性等级总和；$C_T$为扫描窗口内生态脆弱性等级总和实际值；$A_T$为扫描窗口内生态脆弱性等级总和期望值。为了评价扫描结果是否具有统计学意义，选择使用蒙特卡洛模拟法计算$P$值，判断其统计学意义。时空扫描分析采用FleXScan空间扫描软件实现。

1.3.5 时空变化分析　借助栅格数据的优势，提取2000—2020年生态脆弱性变化的栅格，来表述河湟地区近20 a不同空间位置上生态脆弱性的变化情况。计算公式为[26]：

$$\text{Code}_z = 100 \times \text{Code}_{2000} + 10 \times \text{Code}_{2010} + 1 \times \text{Code}_{2020} \quad (8)$$

式中：$\text{Code}_z$为生态脆弱性的2000—2020年转换类型代码；$\text{Code}_{2000}$、$\text{Code}_{2010}$、$\text{Code}_{2020}$分别代表2000年、2010年和2020年的5种生态脆弱性分级等级值（1~5），其中1~5分别代表微度脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱和极度脆弱。根据2000—2020年不同的转换类型，将结果整理为6种转换类型，形成河湟地区生态脆弱性的格局演变，分类表见表4。

1.3.6 地理探测器　为了了解不同指标对河湟地区生态脆弱性空间分布的影响程度大小，本文使用地理探测器中的因子探测器进行分析。因子影响力用$q$值来表示，$q$值越大表明该指标对生态脆弱性的影响力越大，计算公式为[27]：

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^{L} N_h \sigma_h^2}{N\sigma^2} \quad (9)$$

式中：$h$为某指标的分类数或分区；$N$为区域内的单元数；$N_h$为第$h$层的单元数；$\sigma^2$和$\sigma_h^2$分别为第$h$层和全区域生态脆弱性的方差[26]。

## 2 结果与分析

### 2.1 生态脆弱性空间格局

根据生态脆弱性分级标准对2000—2020年的生态脆弱性进行等级划分，结果表明（图3），不同研究年份的生态脆弱空间分布具有一定的区域差异性。研究区内的生态脆弱主要表现为轻度脆弱、中度脆弱和重度脆弱3个等级。其中，中度脆弱、重度脆弱以及极度脆弱地区主要呈现东-西走向分布，而微度脆弱、轻度脆弱地区主要呈南-北方向分布，以海东市为交汇处形成一个大交叉的空间分布格局。海北州和甘南州等地的生态脆弱性主要表现为轻度脆弱，中间夹杂着一些微度脆弱地区。海南州、兰州市、白银市、定西市等地的生态脆弱性主要表现为中度脆弱和重度脆弱。2000—2020年，共和县、贵南县、贵德县等地的重度脆弱性区域有明显的减少趋势；湟中区、平安区、互助县等地的轻度脆弱性区域则有明显的增加趋势。

河湟地区的生态脆弱性类型主要以轻度脆弱、中度脆弱为主，微度脆弱与重度脆弱次之，极度脆弱面积占比最少。结合20 a不同脆弱类型的具体面

**表4 生态脆弱性格局演变分类**

**Tab. 4 Classification of evolution of ecological vulnerability**

| 整体转换类型 | 转换编码 | 分类依据 |
|---|---|---|
| 持续稳定型 | 111、222、333、444、555 | 2000年、2010年和2020年间的生态脆弱性等级值须保持相等 |
| 波动稳定型 | 121、131、141、212、232、242、252、313、323、343、353、414、424、434、454、535、545 | 2000年与2020年的生态脆弱性等级值须相等，2010年生态脆弱性等级值可增加或减少，也可以保持不动 |
| 持续增长型 | 123、234、235、345 | 2000年、2010年和2020年间的生态脆弱性等级值须呈现增加趋势 |
| 波动增长型 | 112、113、114、122、132、133、144、142、213、214、215、223、224、225、233、243、244、254、314、315、324、325、334、335、344、425、435、445、455 | 2020年生态脆弱性等级值须高于2000年，2010年生态脆弱性等级值可增加或减少，也可以保持不变 |
| 持续减少型 | 543、542、541、532、432、431、421、321、 | 2000年、2010年和2020年间的生态脆弱性等级值须呈递减趋势 |
| 波动减少型 | 554、553、552、544、534、533、523、453、452、443、442、441、433、423、422、413、411、352、342、341、332、331、322、312、311、251、241、231、221、211 | 2020年生态脆弱性等级值须低于2000年，2010年生态脆弱性等级值可增加或减少，也可以保持不变 |

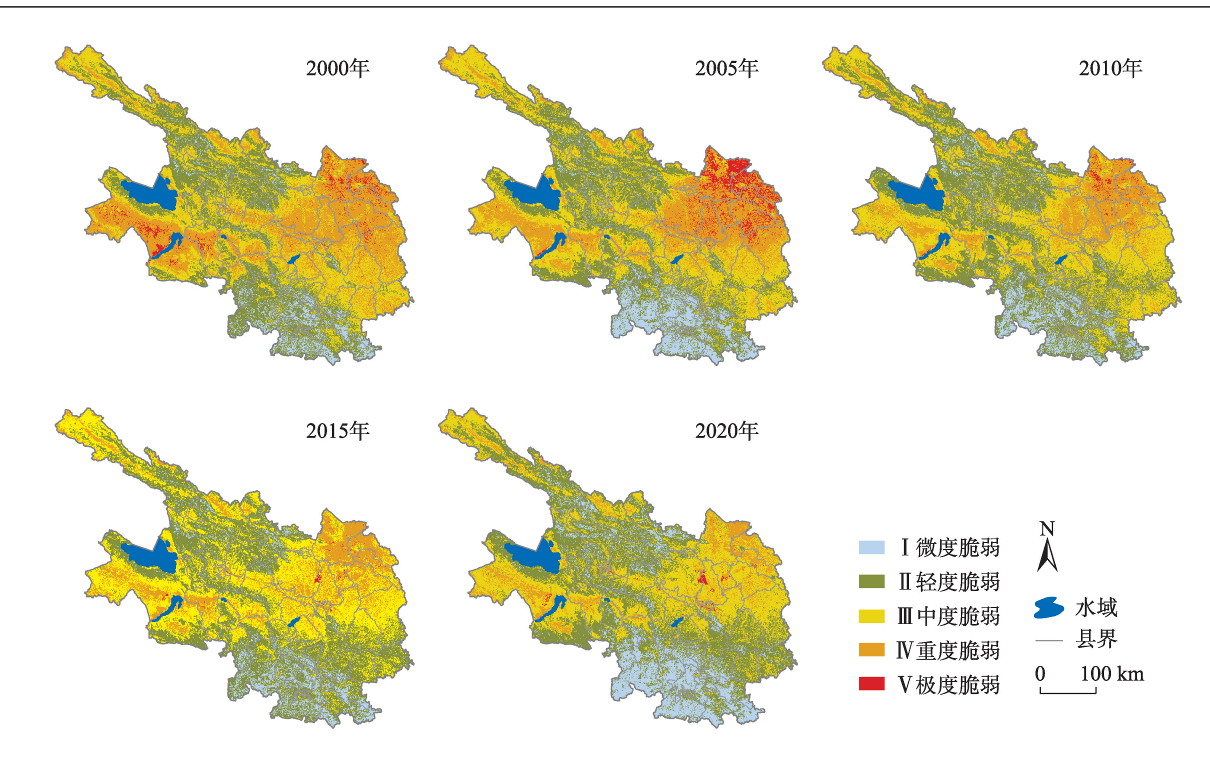



图3 2000—2020年河湟地区生态脆弱性空间分布格局

Fig. 3 Spatial distribution pattern of ecological vulnerability in Hehuang area from 2000 to 2020

积变化统计来看(图4)，微度脆弱地区面积先增加，从2005年开始逐渐减少，到2020年又增加，中度脆弱区域面积先减少后增加最后再次减少，表明微度、中度脆弱地区的生态状况并不稳定，变化较为波动。轻度脆弱区域面积在持续增加，而重度脆弱区域的面积在持续减少，表明研究区内的生态脆弱性在逐渐向好的方向发生转变。极度脆弱地区面积占比很小，仅2000年与2005年略高。

### 2.2 生态脆弱性时空扫描结果

时空扫描结果如图5所示，河湟地区在研究时间段内不仅表现出了时间聚集性，而且也呈现出了极强的空间集聚特征。从时间上来看，研究区在5个时间上均表现出聚集现象，而空间的聚集主要表现为高值高度集聚(高-高区)和低值高度集聚(低-

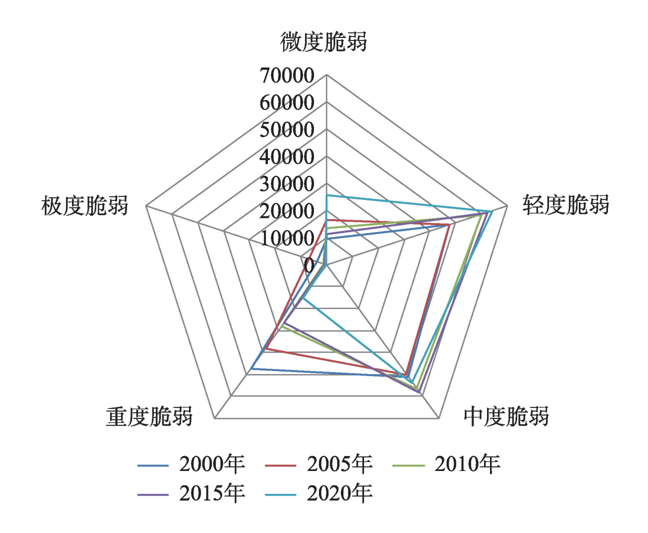



图4 河湟地区生态脆弱性面积变化雷达图

Fig. 4 Radar map of ecological vulnerability area change in Hehuang area

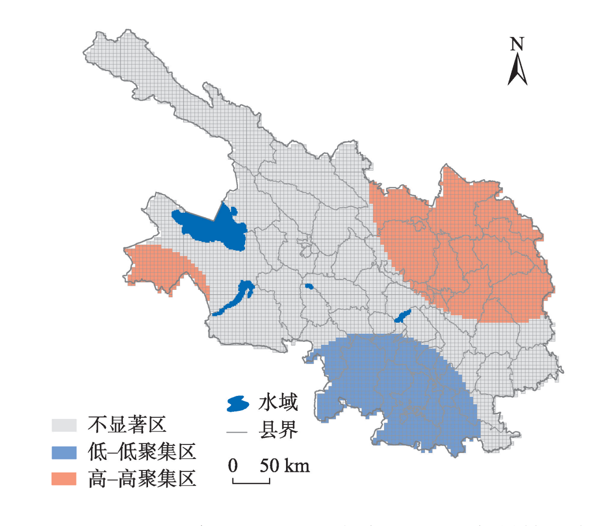



图5 2000—2020年河湟地区生态脆弱性时空扫描结果分布

Fig. 5 Spatial-temporal scanning results of ecological vulnerability in Hehuang area from 2000 to 2020

低区），还有一小部分的次高值聚集区。高值与低值的空间集聚现象均主要分布于甘肃省境内，这说明河湟地区甘肃省内的区域生态脆弱性常年表现较为极端，容易发生聚集现象，而青海省内的区域则表现较为均衡，空间聚集现象不显著。低值聚集区主要分布在甘肃境内的南部区域，常年表现为低值聚集的县（区）主要有：夏河县、合作市、和政县、卓尼县、临潭县、岷县、漳县，这些县（区）内的植被状况较好，水源涵养充足，人口密度较低，自然环境受到人类生产生活干扰的影响程度较低，所以生态脆弱性较低，生态环境状况良好。

高值聚集区主要分布于甘肃省境内偏北部区域，常年表现为高值集聚的县（区）主要有：永登县、皋兰县、白银区、景泰县等。这些县（区）大多都归属于兰州市和白银市，区域内由于蒸散发量大降水稀少导致植被条件较差，植被稀疏，从而直接影响了生态恢复能力，加之兰州、白银两市的人口数量多，密度大，对生态的压力与干扰相应也大，因而表现出较高的生态脆弱性。共和县其偏南部区域也有高值聚集的现象出现。这里平均海拔较高，虽有河流从山谷间穿过，但水土流失问题严重，导致生态环境依然脆弱，表现出次高值聚集的状态。河湟地区其余县（区）生态脆弱性在时间上与局部空间上的集聚特征均表现为不显著，没有统计学意义。

### 2.3 生态脆弱性格局演变

分别以2000年，2010年，2020年为时间节点，计算得到生态脆弱性整体转换格局，并将其按照不同的转换编码划分为6种类型（图6）。从各个类型的面积占比来看，持续稳定型与波动稳定型的面积总和占比为42.79%，表明研究区有超过40%的地区生态脆弱性状况较为稳定，在研究时段内没有发生改变。这些地区主要位于研究区的西北和东南两个区域，集中分布在祁连县的南北两端，海晏县中部区域，门源县东部区域，永登县、互助县以及乐都区的交界地带，景泰县的东北部地区以及甘南州和定西市的部分区域等。波动减少型与持续减少型面积总和占比为53.36%，面积占比超过整个河湟地区的一半。这说明研究区内有绝大多数土地的生态脆弱性是减小的，这些区域的生态脆弱性在向着好的方向变化。持续增长型与波动增长型的面积总和占比最小，仅有3.85%，占研究区的比例非常小，主要位于兰州市区、兰州新区、西宁市区等城市

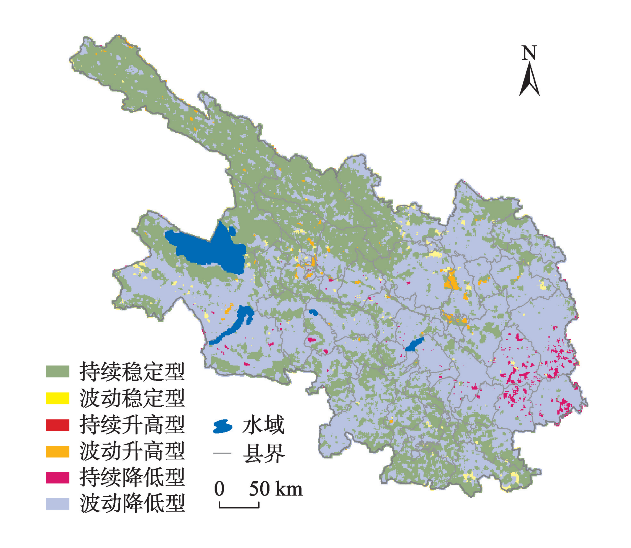



图6 2000—2020年河湟地区生态脆弱性整体转换格局

Fig. 6 Overall transformation pattern of ecological vulnerability in Hehuang area from 2000 to 2020

建成区周围，零星分布在祁连县、门源县、大通县以及互助县等区域，这表明城市的扩张与发展对于生态脆弱性的影响比较明显。综合来看，2000—2020年，河湟地区的生态脆弱性总体呈现出稳定中减缓的趋势。

### 2.4 生态脆弱性的影响因素

表5为通过地理探测器计算得到的结果。2000—2020年各个年份探测指标的$P$值均为0，表明5期探测指标对于生态脆弱性的解释力都很充足，探测结果在1%显著性水平上具有显著的统计学意义。对各探测指标的$q$值进行了排序整理。整体来看，各研究年份的$q$值排序顺序未发生明显改变。$q$值排名基本稳定在前6位的探测指标分别为：植被覆盖度、沙漠化指数、植被净初级生产力、干旱指数、生境质量指数以及海拔。这些因子对于生态脆弱性的解释力较强，$q$值均超过了0.3，其中植被覆盖度是影响河湟地区生态脆弱性整体分布最为重要的因子，5期数据的$q$值平均达到了0.7以上，说明生态脆弱性受植被覆盖度的影响是最大的。

### 2.5 生态脆弱性分区

综合考虑每种生态脆弱性分级的具体转换路径和生态脆弱类型的转变方式，将研究区划分为5个生态脆弱性分区（图7）。不同生态脆弱性分区的划分依据、面积大小及转换编码等配置如表6所示。不同生态脆弱性分区有其独特的脆弱类型转变规律，对于不同生态脆弱性分区应针对其独特的脆弱类型设计合理的治理方案。

表5 生态脆弱性16个探测指标的地理探测结果

Tab. 5 Geodetector results of 16 detection indicators of ecological vulnerability

| | 2000年 | | 2005年 | | 2010年 | | 2015年 | | 2020年 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $q$ | $P$ | $q$ | $P$ | $q$ | $P$ | $q$ | $P$ | $q$ | $P$ |
| 干旱指数 | 0.409 | 0 | 0.363 | 0 | 0.352 | 0 | 0.379 | 0 | 0.380 | 0 |
| 水土流失指数 | 0.273 | 0 | 0.253 | 0 | 0.243 | 0 | 0.267 | 0 | 0.251 | 0 |
| 沙漠化指数 | 0.614 | 0 | 0.581 | 0 | 0.565 | 0 | 0.570 | 0 | 0.551 | 0 |
| 人口密度 | 0.144 | 0 | 0.141 | 0 | 0.151 | 0 | 0.155 | 0 | 0.167 | 0 |
| 夜间灯光强度 | 0.132 | 0 | 0.142 | 0 | 0.122 | 0 | 0.131 | 0 | 0.156 | 0 |
| 用地强度 | 0.198 | 0 | 0.196 | 0 | 0.196 | 0 | 0.198 | 0 | 0.229 | 0 |
| 土壤有机质含量 | 0.336 | 0 | 0.327 | 0 | 0.293 | 0 | 0.275 | 0 | 0.305 | 0 |
| 景观多样性 | 0.116 | 0 | 0.121 | 0 | 0.137 | 0 | 0.120 | 0 | 0.131 | 0 |
| 景观破碎度 | 0.109 | 0 | 0.102 | 0 | 0.104 | 0 | 0.101 | 0 | 0.102 | 0 |
| 海拔 | 0.365 | 0 | 0.343 | 0 | 0.327 | 0 | 0.308 | 0 | 0.318 | 0 |
| 坡度 | 0.060 | 0 | 0.062 | 0 | 0.049 | 0 | 0.038 | 0 | 0.051 | 0 |
| 年均气温 | 0.309 | 0 | 0.301 | 0 | 0.273 | 0 | 0.234 | 0 | 0.285 | 0 |
| 年降水量 | 0.208 | 0 | 0.211 | 0 | 0.301 | 0 | 0.330 | 0 | 0.283 | 0 |
| 植被净初级生产力 | 0.591 | 0 | 0.561 | 0 | 0.586 | 0 | 0.593 | 0 | 0.605 | 0 |
| 植被覆盖度 | 0.759 | 0 | 0.703 | 0 | 0.691 | 0 | 0.715 | 0 | 0.661 | 0 |
| 生境质量指数 | 0.392 | 0 | 0.353 | 0 | 0.382 | 0 | 0.363 | 0 | 0.342 | 0 |

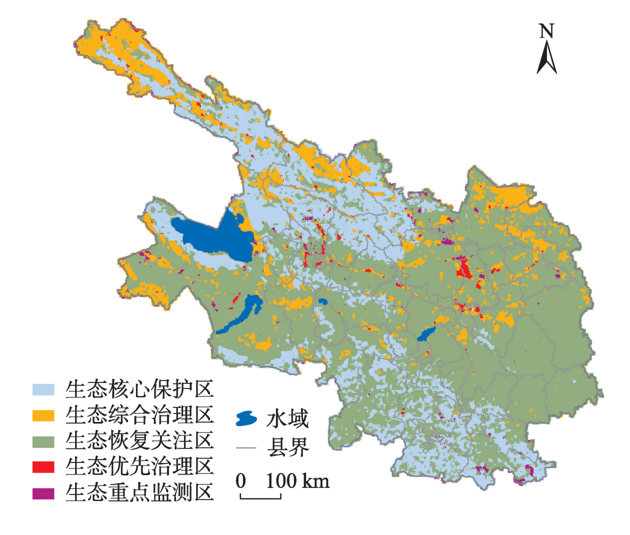



图7 河湟地区生态分区

Fig. 7 Ecological zoning map of Hehuang area

(1) 生态核心保护区。该区域主要分布于研究区的西北部以及南部地区,占研究区面积的20.79%。主要位于青海省境内的祁连县、海晏县、门源县、大通县、互助县。核心保护区的海拔平均在3000 m以上,植被覆盖状况良好,生态环境受到人类影响较小。应牢固树立"保护第一,生态优先"的科学理念,严守生态红线,防止生态环境进一步恶化导致生态脆弱性加剧。

(2) 生态综合治理区。该区域主要表现为常年中度、重度或者极度脆弱。主要分布于青海省祁连县最北端的高海拔地区,甘肃省景泰县东北部与靖远县交界处,白银市平川区北部等区域,分布较为集中,生态状况多年表现稳定但脆弱性显著。此区域应采取有针对性的措施进行专项治理,对于产量较低的耕地可采取退耕还林还草等政策,对于山区可推行禁牧、休牧等政策,以减少人类活动对环境的干扰。对于生态极度脆弱地带也可鼓励实施生态移民政策,缓解生态压力。

(3) 生态恢复关注区。该区域主要分布于研究区内的东西两侧,整体面积占比较大,甘肃省境内的面积占比更多。主要是由高生态脆弱转向低生态脆弱,区域内始终呈现生态持续恢复的状态。该区域应强化生态保护政策,继续坚持以保护为先、以自然恢复为主的策略,进一步完善生态安全屏障体系,努力延续生态自然恢复的良好趋势。

(4) 生态优先治理区。该区域的生态状况为由低生态脆弱转向为高生态脆弱,区域内生态呈现恶化、加重的趋势。集中分布在西宁市、兰州市、兰州新区等快速发展的城市建成区周围。受人类影响、干扰大,开发、建设速度快,势必会导致生态环境向脆弱化方向发生转移。因此,应当优先治理,努力遏制、扭转向更加脆弱转变的趋势。在开发建设时

表6 生态脆弱性分区

Tab. 6 Ecological vulnerability zoning statistics

| 生态脆弱性分区 | 面积/km² | 转换编码 | 分区依据 | 解释说明 |
|---|---|---|---|---|
| 生态核心保护区 | 33111 | 111,222 | 生态脆弱性分级常年为微度脆弱或轻度脆弱区域 | 对于5种生态分区划定依据是基于时间的先后顺序,即由2000年转向2020年因生态恢复关注区、生态优先治理区以及生态重点监测区的转换编码过多,故在表格中未进行一一列举 |
| 生态综合治理区 | 24501 | 333,444,555 | 生态脆弱性分级常年为中度脆弱、重度脆弱或极度脆弱区域 | |
| 生态恢复关注区 | 85009 | 211,221,231,241,251,311,312,321,322,331,332等 | 生态脆弱性由高脆弱性分级转向低脆弱性分级,生态脆弱性降低区域 | |
| 生态优先治理区 | 10558 | 112,113,114,122,123,132,133,142,144,213,214等 | 生态脆弱性由低脆弱性分级转向高脆弱性分级,生态脆弱性升高区域 | |
| 生态重点监测区 | 6110 | 121,131,141,212,232,242,252,313,323,343,353等 | 生态脆弱性分级在动态变化,但总体分级未发生改变区域 | |

要对环境的干扰程度做出合理、具体的评估,并提出相应有效的生态补偿措施。努力提升土地节约集约利用水平,引进先进技术大力推动产业绿色化发展,改善人居环境。

(5) 生态重点监测区。该区域内的生态脆弱性呈现出波动变化的状态,零星分布在研究区的各个地方,较为集中的区域有永登县北部的小块区域以及岷县南部的小块区域。应当进行合理的生态监测,综合多种地信遥感手段对生态脆弱性进行持续预测和预警,防止区域生态环境在波动的变化中向着高生态脆弱性的方向发展。

## 3 讨 论

本文在GIS的支持下进行基于多源栅格数据的空间分析,利用影像空间叠加和模型运算实现生态脆弱性在全空间区域的定量化表达。本文利用投影寻踪模型确定指标权重,大大减少了人为干预,其稳健性与准确度都要优于传统赋权方法如AHP层次分析法、熵权法和主成分分析法等[20]。时空扫描模型相较于空间自相关分析加入了对时间维度的考量,有利于对生态脆弱性结果在时间和空间上进行聚集模式的研究。时空变化分析则能便于跟踪同一栅格在不同研究时间的变化,有利于掌握河湟地区生态脆弱性的动态变化过程。生态脆弱性的空间分布具有明显的空间分异性,使用地理探测器中的因子探测能更好地分析和了解生态脆弱性的主要影响因素。

在生态脆弱性的计算结果上,张良侠等[28]、石三娥等[29]、李珍珍等[17]对西北地区生态脆弱性进行了计算,其各自研究区与河湟地区重叠区域的生态脆弱性空间分布特征、趋势与本文的计算结果均保持着较高的一致性。这主要是因为这些区域属于干旱与半干旱气候,植被条件与气候条件均有着许多的相似之处,因而在宏观层面表现出相似的生态脆弱性特征。2000—2020年间,不论是从河湟地区各生态脆弱类型等级的面积变化,还是各生态脆弱等级之间的转化情况来看,区域的生态脆弱程度都呈现出好转的趋势。原因在于近年来,全球变暖现象愈发显著,区域内的气温有所上升,气候的变化使得降水条件也有所改善,为区域内的植被生长创造了良好的条件[30];另一方面,研究期内政府扩大生态保护红线、增加生态保护区域等一系列生态治理工作也取得了一定的促进作用。

不同年份的各项指标对脆弱性的影响程度可能不同,其权重相应地也应该有所差别。本文利用集成投影寻踪模型和遗传算法得到各年份各评价指标的权重,由于每年的一组指标被作为独立的样本进行计算,获得各分向量的最大值(即指标权重),所以各年份间的指标权重会有所不同。各年份权重值尽管有所差异,但差别并不是很大,权值没有出现颠覆性的变化。在数据获取方面,由于一些数据可获取性的限制,在指标的选择过程中不可避免地存在着不完善的情况。部分指标特别是社会经济指标由于难以空间化而不得不舍弃。此外,为了计算的统一,将遥感数据的空间分辨率设置为1 km,可获取遥感数据的时段也很有限,限制了在更长时间序列上开展更为精细的研究。由于缺乏统一的分级标准,文中脆弱性分级采用等间距法。这些不足与局限应在今后的工作中努力完善。

## 4 结 论

(1) 河湟地区脆弱性空间分布差异显著,微度脆弱与轻度脆弱区域主要分布在西北部与东南部,中度脆弱与重度脆弱主要分布于东西两侧,极度脆弱区零星分布在重度脆弱区域之中。各年份均以轻度脆弱与中度脆弱为主,极度脆弱地区面积占比最小。生态脆弱性高低值聚集模式共存,表现出明显的时空聚集性。"高-高"聚类主要分布在兰州市、白银市下辖的部分县(区),"低-低"聚类主要分布在临夏州、甘南州、定西市下辖的部分县(区)。

(2) 2000—2020年,河湟地区生态脆弱性整体有所降低。研究区42.79%的土地生态脆弱性保持稳定,未发生变化,53.36%的土地生态脆弱性有所降低。

(3) 植被覆盖度是影响河湟地区生态脆弱性的主要因子,沙漠化指数、植被净初级生产力、干旱指数、生境质量指数、海拔等因子对生态脆弱性有着不同程度的影响。

(4) 依据生态脆弱类型的转变方式,将河湟地区划分为5个生态脆弱性分区:生态核心保护区、生态综合治理区、生态恢复关注区、生态优先治理区和生态重点监测区。

**参考文献(References):**


[1] 张震, 徐佳慧, 高琦, 等. 黄河流域经济高质量发展水平差异分析[J]. 科学管理研究, 2022, 40(1): 100-109. [Zhang Zhen, Xu Jiahui, Gao Qi, et al. Analysis on the difference of economic high-quality development level in the Yellow River Basin[J]. Scientific Management Research, 2022, 40(1): 100-109. ]

[2] 王慧. 黄河内蒙古段十大孔兑生态脆弱性演变及驱动力分析[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2020. [Wang Hui. Eco-environment Vulnerability Evolution of the Seasonal River in Inner Mongolain Reach of the Yellow River and its Driving Force Analysis[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2020. ]

[3] 田义超, 梁铭忠, 任志远. 城乡过渡区土地利用变化模拟与生态风险时空异质性特征[J]. 环境科学研究, 2013, 26(5): 540-548. [Tian Yichao, Liang Mingzhong, Ren Zhiyuan. Simulation of land use change and temporal-spatial heterogeneity of eco-risk in urban fringe[J]. Research of Environmental Sciences, 2013, 26(5): 540-548. ]

[4] 黄万状, 石培基. 河湟地区乡村聚落位序累积规模模型的实证研究[J]. 地理学报, 2021, 76(6): 1489-1503. [Huang Wanzhuang, Shi Peiji. An empirical study on rank cumulative size model of rural settlements in the Hehuang area[J]. Acta Geographica Sinica, 2021, 76(6): 1489-1503. ]

[5] 于悦. 地域环境适应下青海河湟地区庄廓聚落空间形态研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2019. [Yu Yue. Study on the Spatial Form of Zhuangkuo Settlements in Hehuang Area of Qinghai Province under the Adaptation of Regional Environment[D]. Qingdao: Qingdao University of Technology, 2019. ]

[6] 钟晓娟, 孙保平, 赵岩, 等. 基于主成分分析的云南省生态脆弱性评价[J]. 生态环境学报, 2011, 20(1): 109-113. [Zhong Xiaojuan, Sun Baoping, Zhao Yan, et al. Ecological vulnerability evaluation based on principal component analysis in Yunnan province[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(1): 109-113. ]

[7] Zhang X Y, Liu K, Wang S D. Spatiotemporal evolution of ecological vulnerability in the Yellow River Basin under ecological restoration initiatives[J]. Ecological Indicators, 2022, 135: 108586.

[8] Yang X, Liu S, Jia C, et al. Vulnerability assessment and management planning for the ecological environment in urban wetlands [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 298: 113540.

[9] 陈枫, 李泽红, 董锁成, 等. 基于VSD模型的黄土高原丘陵沟壑区县域生态脆弱性评价——以甘肃省临洮县为例[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(11): 74-80. [Chen Feng, Li Zehong, Dong Suocheng, et al. Evaluation of ecological vulnerability in gully-hilly region of Loess Plateau based on VSD model: A case of Lintao county[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2018, 32(11): 74-80. ]

[10] 王鹏, 赵微, 柯新利. 基于SRP模型的潜江市生态脆弱性评价及时空演变[J]. 水土保持研究, 2021, 28(5): 347-354. [Wang Peng, Zhao Wei, Ke Xinli. Evaluation and spatiotemporal evolution of ecological vulnerability of Qianjiang based on SRP model[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(5): 347-354. ]

[11] 薛联青, 王晶, 魏光辉. 基于PSR模型的塔里木河流域生态脆弱性评价[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2019, 47(1): 13-19. [Xue Lianqing, Wang Jing, Wei Guanghui. Dynamic evaluation of the ecological vulnerability based on PSR modeling for the Tarim River Basin in Xinjiang[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2019, 47(1): 13-19. ]

[12] Guo B, Luo W, Zang W. Spatial-temporal shifts of ecological vulnerability of Karst Mountain ecosystem-impacts of global change and anthropogenic interference[J]. Science of The Total Environment, 2020, 741: 140256.

[13] Boori M S, Choudhary K, Paringer R, et al. Using RS/GIS for spatiotemporal ecological vulnerability analysis based on DPSIR framework in the Republic of Tatarstan, Russia[J]. Ecological Informatics, 2022, 67: 101490.

[14] 孙桂丽, 陆海燕, 郑佳翔, 等. 新疆生态脆弱性时空演变及驱动力分析[J]. 干旱区研究, 2022, 39(1): 258-269. [Sun Guili, Lu Haiyan, Zheng Jiaxiang, et al. Spatio-temporal variation of ecological vulnerability in Xinjiang and driving force analysis[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(1): 258-269. ]

[15] Gong J, Jin T T, Cao E J, et al. Is ecological vulnerability assess-

ment based on the VSD model and AHP-Entropy method useful for loessial forest landscape protection and adaptative management? A case study of Ziwuling Mountain Region, China[J]. Ecological Indicators, 2022, 143: 109379.

[16] Polsky C, Neff R, Yarnal B. Building comparable global change vulnerability assessments: The vulnerability scoping diagram[J]. Global Environmental Change, 2007, 17(34): 472–485.

[17] 李珍珍. 甘肃省生态脆弱性时空演变及与土地利用关系研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2019. [Li Zhenzhen. Esearch on the Spatio-temporal Variation of Ecological Vulnerability and the Relationshipof Land Use in Gansu Province[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2019. ]

[18] Xia M, Jia K, Zhao W W, et al. Spatio-temporal changes of ecological vulnerability across the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Ecological Indicators, 2021, 123: 107274.

[19] 王顺久, 杨志峰, 丁晶. 关中平原地下水资源承载力综合评价的投影寻踪方法[J]. 资源科学, 2004, 26(6): 104–110. [Wang Shunjiu, Yang Zhifeng, Ding Jing. Projection pursuit method of comprehensive evaluation on groundwater resources carrying capacity in Guanzhong plain[J]. Resources Science, 2004, 26(6): 104–110. ]

[20] 霍童, 张序, 周云, 等. 基于暴露–敏感–适应性模型的生态脆弱性时空变化评价及相关分析——以中国大运河苏州段为例[J]. 生态学报, 2022, 42(6): 2281–2293. [ Huo Tong, Zhang Xu, Zhou Yun, et al. Evaluation and correlation analysis of spatio-temporal changes of ecological vulnerability based on VSD model: A case in Suzhou section, Grand Canal of China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(6): 2281–2293. ]

[21] 戢晓峰, 谢军, 伍景琼.考虑不同侵扰场景的高速公路韧性评估方法[J]. 中国安全生产科学技术, 2019, 15(1): 12–19. [Ji Xiaofeng, Xie Jun, Wu Jingqiong. Assessment method of expressway resilience considering different intrusion scenes[J]. Journal of Safety Science and Technology, 2019, 15(1): 12–19. ]

[22] 马骏, 李昌晓, 魏虹, 等. 三峡库区生态脆弱性评价[J]. 生态学报, 2015, 35(21): 7117–7129. [Ma Jun, Li Changxiao, Wei Hong, et al. Dynamic evaluation of ecological vulnerability in the Three Gorges Reservoir Region in Chongqing Municipality, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(21): 7117–7129. ]

[23] 孙宇晴, 杨鑫, 郝利娜. 基于SRP模型的川藏线2010—2020年生态脆弱性时空分异与驱动机制研究[J]. 水土保持通报, 2022, 41(6): 201–208. [Sun Yuqing, Yang Xin, Hao Lina. Spatial and temporal differentiation and driving mechanism of ecological vulnerability along Sichuan-Tibet Railway during 2010–2020 based on SRP model[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 41(6): 201–208. ]

[24] 王志杰, 苏嫄. 南水北调中线汉中市水源地生态脆弱性评价与特征分析[J]. 生态学报, 2018, 38(2): 432–442. [Wang Zhijie, Su Yuan. Analysis of eco-environmental vulnerability characteristics of Hanzhong City, near the water source midway along the route of the south-to-north water transfer project, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(2): 432–442. ]

[25] 郭靖娴, 刘婷, 齐小娟, 等. 时空扫描法在浙江省食源性疾病时空聚集性分析中的应用[J]. 中国预防医学杂志, 2020, 21(11): 1171–1177. [Guo Jingxian, Liu Ting, Qi Xiaojuan, et al. Application of spatio-temporal scanning in the analysis of spatio-temporal clusters of foodborne diseases in Zhejiang province[J]. Chinese Preventive Medicine, 2020, 21(11): 1171–1177. ]

[26] 张学渊, 魏伟, 周亮, 等. 西北干旱区生态脆弱性时空演变分析[J]. 生态学报, 2021, 41(12): 4707–4719. [Zhang Xueyuan, Wei Wei, Zhou Liang, et al. Analysis on spatio-temporal evolution of ecological vulnerability in arid areas of Northwest China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(12): 4707–4719. ]

[27] 张欣, 潘竟虎. 中国城市蔓延时空动态识别及驱动因素探测[J]. 人文地理, 2021, 36(4): 114–125. [Zhang Xin, Pan Jinghu. Identification of spatio-temporal dynamics and detection for driving factors of urban sprawl in China[J]. Human Geography, 2021, 36(4): 114–125. ]

[28] 张良侠, 樊江文, 张海燕, 等. 黄土高原地区生态脆弱性时空变化及其驱动因子分析[J]. 环境科学, 2022, 43(9): 4902–4910. [Zhang Liangxia, Fan Jiangwen, Zhang Haiyan, et al. Spatial-temporal variations and their driving forces of the ecological vulnerability in the Loess Plateau[J]. Environmental Science, 2022, 43(9): 4902–4910. ]

[29] 石三娥. 西北五省生态环境脆弱性时空演变研究[D]. 兰州: 西北师范大学, 2019. [Shi San'e. Study on the Spatial and Temporal Evolution of Ecological Environment Vulnerability in Five Provinces in Northwest China[D]. Lanzhou: Northwest Normal University, 2019. ]

[30] 吴恒飞, 陈克龙, 张乐乐. 气候变化下青海湖流域生态健康评价研究[J]. 生态科学, 2022, 41(4): 41–48. [Wu Hengfei, Chen Kelong, Zhang Lele. Study on ecological health evaluation of Qinghai Lake Basin under climate change[J]. Ecological Science, 2022, 41(4): 41–48. ]

# Spatial and temporal evolution of ecological vulnerability and its influencing factors in the Hehuang area

QI Runze, PAN Jinghu

(College of Geography and Environmental Science of Northwest Normal University, Lanzhou 730070, Gansu, China)

**Abstract:** An evaluation index system was constructed based on a concept model for exposure sensitivity adaptation ecological vulnerability. A projection pursuit model and genetic algorithm were used to determine the index weight, and the ecological vulnerability index was calculated for the Hehuang region. Spatio-temporal scanning was used to explore the spatial aggregation characteristics and spatio-temporal change laws for ecological vulnerability. The factors influencing ecological vulnerability were explored with the aid of geographical detectors. From 2000 to 2020, the ecological vulnerability of the Hehuang region was found to predominately be light and medium, with obvious regional differences in the spatial distribution. Ecological vulnerability has obvious characteristics for time and local spatial aggregation. High value aggregation and low value aggregation can coexist, and spatial aggregation is mainly distributed in Gansu Province. From 2000 to 2020, the ecological vulnerability of 53.36% of the land decreased. The most influential factor on ecological vulnerability is vegetation coverage, followed by desertification index, net primary productivity of vegetation, drought index, habitat quality index, and altitude.

**Keywords:** ecological vulnerability; ecological protection of the Yellow River basin; spatio-temporal scanning; geographic detector；influence factors; Hehuang area